

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Lucie Ramešová

**MIGRACE RADIONUKLIDŮ Z ÚLOŽIŠŤ RADIOAKTIVNÍHO ODPADU A JEJICH MOŽNÉ DOPADY
NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ**

**MIGRATION OF RADIONUCLIDES RELEASED FROM REPOSITORIES OF RADIOACTIVE WASTE
AND THEIR POSSIBLE IMPACTS ON THE NATURAL ENVIRONMENT**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí závěrečné práce: Mgr. Jan Vejsada Ph.D.

Praha, 2011



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 16. 5. 2011

Podpis:



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

ABSTRAKT

Práce se zaměřuje na mechanismy migrací radionuklidů z hlubinného úložiště radioaktivních odpadů a na možné dopady, které by tyto radionuklidy mohly mít na životní prostředí v okolí úložiště. Migrací radionuklidů se zde rozumí jejich uvolnění z úložiště a následný transport horninovým prostředím v poli vzdálených interakcí a dále do biosféry. Schopnost migrace závisí na chemických a fyzikálních vlastnostech radionuklidů a také na vlastnostech horninového prostředí a na přítomnosti podzemní vody. Pole vzdálených interakcí je systém, který má zajistit stabilní geologické, hydrogeologické a geochemické podmínky pro fungování inženýrských bariér, a také má snížit pravděpodobnost migrace eventuálně uvolněných radionuklidů horninovým prostředím a sloužit jako fyzická izolace povrchu před migrujícími radionuklidy. Součástí pole blízkých interakcí úložiště je systém inženýrských bariér, který slouží k přímé izolaci radioaktivních odpadů od okolního horninového prostředí a podzemní vody. K uvolnění radionuklidů z úložiště by mohlo dojít v důsledku selhání těchto inženýrských bariér nebo v důsledku nepředvídaných vlivů, jako jsou například geologické procesy nebo lidská činnost. Důležitý je výzkum chování a migrace radionuklidů s dlouhými poločasy rozpadu a těch, které horninovým prostředím snadno migrují.



OBSAH

1	ÚVOD.....	1
2	KONCEPT A VÝVOJ HLUBINNÉHO ÚLOŽIŠTĚ RADIOAKTIVNÍCH ODPADŮ	2
2.1	Úvod	2
2.2	Typy radioaktivních odpadů	3
2.3	Základní funkce hlubinného úložiště.....	4
2.4	Základní komponenty hlubinného úložiště	5
2.5	Pole blízkých interakcí a jeho ovlivnění podzemní vodou	6
2.6	Pole vzdálených interakcí	10
2.7	Biosféra.....	13
2.8	Časový vývoj hlubinného úložiště radioaktivních odpadů	13
2.9	Stav v České republice.....	15
3	RADIONUKLIDY	16
3.1	Základní typy mononukleární jaderné přeměny.....	16
3.2	Účinky radioaktivního záření na hmotu	18
3.3	Rozpustnost radionuklidů a oxidačně-redukční podmínky	18
3.4	Mobilizace radionuklidů	19
3.5	Sorpce a retardace radionuklidů.....	20
4	VLIV RADIONUKLIDŮ NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ A ČLOVĚKA	22
4.1	Významné radionuklidy a limity jejich účinků na organismy a člověka	22
4.2	Modelování migrace radionuklidů biosférou	23
4.3	Konverzní faktory a bioakumulace radionuklidů	26
4.4	Toxicita a radiotoxicita radionuklidů.....	28
4.5	Radiační ochrana populací.....	30
4.6	Radiační ochrana člověka vs. ochrana životního prostředí	31
5	ZÁVĚR	32
6	ZDROJE	34



1 ÚVOD

Tato práce vznikala jako kompilace na základě dokumentů IAEA (International Atomic Energy Agency) o vědeckých, technických a bezpečnostních zásadách hlubinného ukládání odpadů a na základě dalších prací sloužících zejména jako podklady k výstavbě hlubinných úložišť nebo k hodnocení vlivů radioaktivních materiálů na biosféru včetně člověka. V budoucnu by tato kompilace měla být základem pro konkrétnější práci týkající se mechanismů migrace radionuklidů uvolněných z hlubinného úložiště radioaktivních odpadů horninovým prostředím, jejich dalšího transportu biosférou a jejich účinků na ní. Zde je nutné podotknout, že časové měřítko těchto procesů, vzhledem k požadavkům na bezpečnost ukládaných radioaktivních odpadů, je velmi dlouhé, v řádech tisíců až stovek tisíců let.

Po celém světě, včetně České republiky, vzniká řada radioaktivních odpadů. Ty mohou pocházet z energetického průmyslu, z vojenského průmyslu, z výzkumu a vývoje nebo ze zdravotnictví. Radioaktivní odpady jsou velmi variabilní a lze s nimi různě nakládat. Podmínky a požadavky pro nakládání s těmito odpady a pro jejich odstraňování stanovuje v České republice Správa Úložišť Radioaktivních Odpadů (SÚRAO). Ta se řídí zákonem č. 18/1997 Sb. O mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (tzv. atomový zákon), dalšími platnými předpisy, báňskými zákony a mezinárodními normami (např. nařízení Euroatom 302/2005).



2 KONCEPT A VÝVOJ HLUBINNÉHO ÚLOŽIŠTĚ RADIOAKTIVNÍCH ODPADŮ

2.1 Úvod

Hlubinné úložiště je zařízení, které zajišťuje nejvyšší možnou míru izolace radioaktivních odpadů, zejména vyhořelého jaderného paliva, vysoce aktivních odpadů, nebo jiných radioaktivních odpadů nepřijatelných do současných (například přípovrchových) úložišť. Hlubinné úložiště by mělo být situováno ve stabilní, málo propustné hornině, s co nejmenším tokem podzemní vody.

Myšlenka podzemního úložiště se zrodila asi před 50 lety. První pevný radioaktivní odpad byl uložen v roce 1959 a to v prostorech vytěženého vápencového lomu Alkazar poblíž Hostimi u Berouna. Od roku 1963 je injektován do zpevněných podzemních nádrží kapalný radioaktivní odpad (tato metoda je využívána zejména v Rusku). A od roku 1972 se izolují do hlubinných úložišť i odpady s obsahem toxických látek s neurčitě dlouhými poločasy rozpadu. (REMPE, 2007) Jiné koncepty, například vypuštění odpadu do vesmíru, umístění odpadu do subdukčních zón nebo uložení pod mořským dnem, by byly příliš nákladné a obtížněji realizovatelné. I když kromě hlubinného úložiště v Novém Mexiku (Waste Isolation Pilot Plant) (CROWLEY, 1997) zatím žádné jiné úložiště není v provozu, vědci se shodují, že hlubinná úložiště jsou vhodným prostředkem dlouhodobého uložení radioaktivních odpadů. Otázka je, zda po uzavření úložiště do něj ponechat přístup, například kvůli možnosti budoucího využití odpadu, za cenu rizika jeho zneužití nebo poškození úložiště.

Účelem dlouhodobého hlubinného ukládání radioaktivních odpadů je chránit bezpečnost a zdraví pracovníků, společnosti a životního prostředí, jak v současnosti, tak i v budoucnosti, a dosáhnout toho, pokud možno, bez zatížení budoucích generací. Proto se vyvíjí zařízení, která budou po uzavření pasivně bezpečná. To znamená, že nebudou vyžadovat žádnou institucionální kontrolu ani zásahy. Což neznamená, že by takové kroky nesměly být v budoucnu prováděny, ale pouze to, že pokud z nějakého důvodu prováděny nebudou, zařízení nebude působit újmy na zdraví lidí ani nebude poškozovat životní prostředí. (ALLAN, 1994)



2.2 Typy radioaktivních odpadů

Radioaktivní odpady v dnešní době mohou vznikat při různých lidských činnostech. Například ve zdravotnictví, ve vědě a výzkumu, v průmyslu a při výrobě energie. Mohou mít různé fyzikální formy, složení, různě vysokou aktivitu, a mohou obsahovat radionuklidy s různě dlouhými poločasy rozpadu. V hlubinném úložišti tak může být uloženo různé množství odpadů, které mohou obsahovat radionuklidy s různě dlouhými poločasy rozpadu. Pokud by úložiště obsahovalo pouze krátkodobé radionuklidy, ty by se během několika stovek až tisíců let rozpadly a zůstaly by zde pouze nízké aktivity těchto látek. Ukládané odpady, zejména pak vyhořelé jaderné palivo, však budou obsahovat i radionuklidy s dlouhými poločasy rozpadu. Podle IAEA Glossary (IAEA, 2003a) je dlouhá „doba života“ radionuklidů definována tak, že vzorek musí obsahovat signifikantní množství radionuklidů s poločasem rozpadu delším než 30 let. Obvykle však tento odpad obsahuje radionuklidy s mnohem delšími poločasy rozpadu.

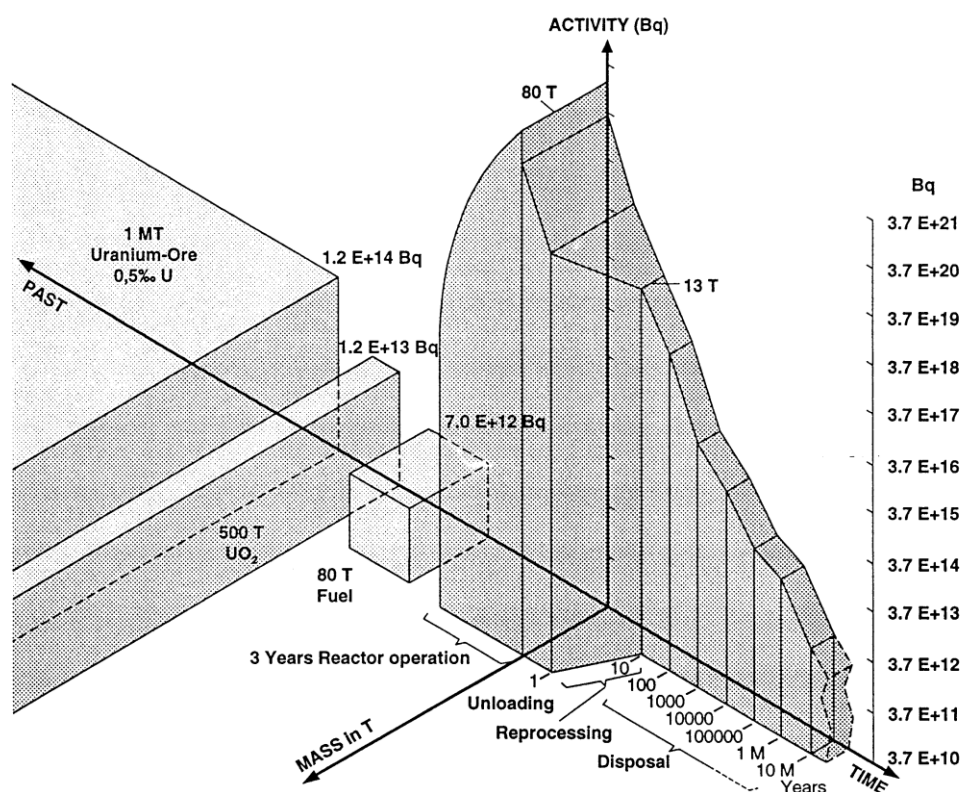
2.2.1 Formy odpadů podle původu, složení a aktivity

a) Vyhořelé jaderné palivo (VJP): Palivové soubory (soubory palivových elementů, které tvoří při zakládání a vyjímání z reaktoru samostatný celek) obsahují aktivační produkty (radionuklidy vzniklé aktivací konstrukčních materiálů palivového souboru), štěpné produkty (radionuklidy vznikající v důsledku štěpení jader U a Pu) a aktinidy (radionuklidy s vyšším protonovým číslem než 89 (Ac)). Jak množství, tak vzájemný poměr radionuklidů závisí na různých faktorech, zejména na druhu reaktoru a jeho tepelném výkonu, dále na stupni obohacení paliva, na stupni jeho vyhoření a na době chlazení. Mimo to obsahuje VJP vlastní matici paliva, tedy UO_2 . Materiály palivového souboru jsou ve vodě velmi stabilní a korodují velmi pomalu. I samotný UO_2 je ve vodě poměrně stabilní a rozpouští se pomalu. Z grafu níže (Obr. 1) je vidět, že během provozu reaktoru se prudce zvýší aktivita paliva získaného z velkého objemu uranové rudy. Za delší čas může aktivita poklesnout i pod přírodní úroveň. Problémem při nakládání s VJP je za prvé, délka období poklesu aktivity, a za druhé, zvýšení koncentrace a redistribuce (akumulace) radioaktivního materiálu.

b) Vysoce aktivní odpad (VAO): Radioaktivní odpady, v nichž koncentrace dlouhodobých radionuklidů přesahuje limit pro uvádění do životního prostředí a jejichž hustota tepelného výkonu je vyšší než $2 \text{ kW} \cdot \text{m}^{-3}$. Vzniká například při přepracování VJP, obsahuje transurany a štěpné produkty. Takovýto odpad je obvykle nutné vitrifikovat, což je proces imobilizace odpadu do syntetické taveniny, nejčastěji borosilikátového skla. Matrice je velmi stabilní při působení tepla i radioaktivity a rozpouští se velmi pomalu. Radionuklidy jsou pevně vázány do krystalové mřížky matrice, takže při přímém kontaktu s vodou nedochází snadno k jejich mobilizaci.



c) Nízko a středně aktivní odpad (N/SAO): Všeobecně obsahuje radionuklidy s nízkou aktivitou, krátkými poločasy rozpadu a bez produkce tepla. Může obsahovat různé materiály, například z údržby jaderné elektrárny (části reaktoru, kontaminované objekty) nebo z výzkumné činnosti či ze zdravotnictví (institucionální odpad).



Obr. 1: Změny hmotnosti a aktivity během palivového cyklu (McCOMBIE, 1997b)

2.3 Základní funkce hlubinného úložiště, podle (IAEA, 2003b)

Funkce úložného systému se budou od zahájení jeho provozu během času měnit. Dosaženo jich bude pomocí kombinace vhodného horninového prostředí, systému inženýrských bariér a vlastností samotného úložiště. Úložný systém bude v různých časových obdobích splňovat následující funkce:

- Izolovat odpady od aktivních povrchových procesů.
- Izolovat a chránit biosféru před radioaktivním zářením: tato funkce je zcela zabezpečena prvních několik stovek let od uzavření.
- Izolovat odpady před lidskou činností.



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

d) Zajišťovat úplnou kontrolu nad krátkodobými radionuklidy: tato funkce je zajištěna po stovky až tisíce let.

e) Zpomalovat uvolňování a migraci radionuklidů: zpozdit dobu, kdy dojde k uvolnění, a snížit množství (koncentraci) radionuklidů, které budou uvolněny z degradujícího systému inženýrských bariér do horninového prostředí a eventuálně budou transportovány do biosféry. To by měla zajistit kombinace fyzikálních a chemických mechanismů, jako například zajištění co nejmenšího přístupu podzemní vody, snížení rozpustnosti radionuklidů nebo jejich sorbování či srážení na povrchu přírodních nebo umělých bariérových systémů. Množství radionuklidů se kromě toho snižuje samo, díky radioaktivnímu rozpadu.

f) Rozptýlovat a ředit: radionuklidy s dlouhou dobou života budou rozptýleny v horninovém prostředí a v podzemní vodě.

2.4 Základní komponenty hlubinného úložiště, podle (IAEA, 2003b)

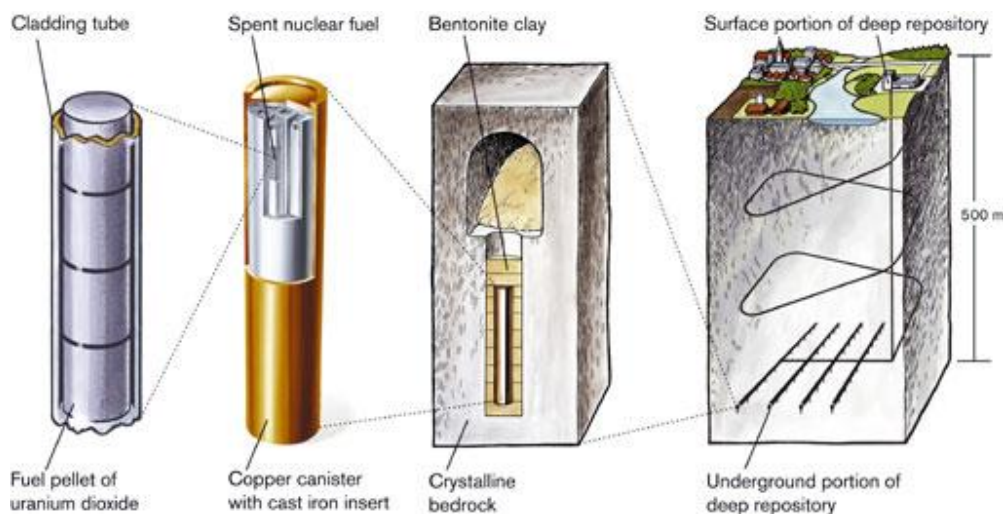
a) Forma odpadu. VAO mohou být předem stabilizovány ve vhodné matici (cementace, bitumenace nebo vitifikace). Na obrázku 2 (Obr. 2) první zleva je odpad (VJP) ve formě palivových pelet složených do palivového proutku.

b) Ukládací obalový soubor (UOS). Výsledek úpravy odpadu, který se skládá z upraveného radioaktivního odpadu a obalového souboru, určený pro ukládání. UOS může mít různý tvar a může být vyroben z různých materiálů. Jeho primární funkcí je chránit odpad před vnějšími vlivy. Na obrázku 2 (Obr. 2) druhý zleva je řez primárním a sekundárním obalem.

c) Systém inženýrských bariér (IB). Systém umělých bariér vyrobených člověkem bránící úniku radionuklidů do geosféry. Tento systém se skládá z obalového souboru, izolačního systému tvořeného tlumicím, výplňovým a těsnicím materiálem a všemi ostatními konstrukčními materiály. Na obrázku 2 (Obr. 2) třetí zleva je vidět umístění obalového souboru ve štole vyplněné bentonitem.

g) Systém přírodních bariér. Horninové formace obklopující a chránící úložiště, zajišťují fyzickou izolaci úložiště, mají zředovací efekt na případně uvolněné radionuklidy.

h) Biosféra. Zde se radionuklidy uvolněné z geosféry mohou pohybovat v různých prostředích a podléhat zředování nebo akumulaci. Zároveň mohou mít dopady na člověka a ostatní organismy.



Obr. 2: Jednotlivé části úložného systému (SKB, 2011)

2.5 Pole blízkých interakcí a jeho ovlivnění podzemní vodou

2.5.1 Multibariérový systém

Multibariérový systém je nejdůležitějším principem pro všechny koncepty hlubinného úložiště. Inženýrské a přírodní bariéry sice můžeme studovat samostatně, ale jejich celkový efekt bude komplexní a budou se vzájemně ovlivňovat a doplňovat. Systém více bariér zajišťuje, že při selhání jedné z nich nedojde k selhání celého úložného systému. Všechny izolační bariéry mohou fungovat správně až po uzavření úložiště. Po něm také už není třeba další monitoring ani aktivní zásahy (institucionální kroky). I když, pro dobrý pocit veřejnosti a bezpečnostních složek, je možné monitorovat lokalitu dále, což také do budoucna může snížit riziko náhodného lidského zásahu. (IAEA, 2003b)

Existuje mezinárodní konsensus, že multibariérový systém je nejlepším přístupem k dosažení bezpečnosti v dlouhodobém měřítku. Biosféra je důležitou součástí tohoto systému, i když to není bariéra v pravém slova smyslu. Její význam je především v tom, že je posledním článkem transportu radionuklidů směrem k člověku i do životního prostředí. Proto její studium musí být součástí jakéhokoli nakládání s odpady. Výhodou komplexního přístupu k systému bariér je flexibilita provádění různých kroků a pravděpodobnost, že budou



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

odhaleny různé zpětnovazebné pochody, které mohou během fungování systému nastat. (ALLAN, 1994)

2.5.2 Systém inženýrských bariér

Systém inženýrských bariér v rámci pole blízkých interakcí má zadržovat radionuklidy, které jsou součástí radioaktivních odpadů, po určitou dobu, a po uplynutí této doby má sloužit k disperzi a zředění mobilních prvků a k zadržení méně mobilních prvků na místě, kde se budou postupně rozpadat. Patří sem ukládací obalové soubory z oceli, betonu, mědi nebo titanu. Dále také tlumicí a výplňové materiály umístěné kolem UOS, jako cement (pro NAO) nebo bentonit (pro VAO, VJP) a výplně ostatních volných prostor úložiště, obvykle směs drcené horniny a jílu. Snížení dávky na povrchu jednotlivých komponent IB lze uvést na příkladu švýcarského bariérového systému: 40 let uložený vitrifikovaný odpad má na povrchu vitrifikátu efektivní dávku $4,2 \times 10^6 \text{ Sv.rok}^{-1}$, na povrchu 25 cm silné stěny ocelového UOS $4,3 \text{ Sv.rok}^{-1}$ a bentonit hodnotu ještě snižuje na $2 \times 10^{-8} \text{ Sv.rok}^{-1}$. Což je hodnota o 4 řády nižší než průměrná hodnota na zemském povrchu. (McCOMBIE, 1997b)

2.5.3 Vliv podzemní vody na inženýrské bariéry

Voda a její proudění jsou nejdůležitějším faktorem, který ovlivňuje fungování a vývoj inženýrských bariér a také vlastnosti horninového prostředí. Tyto tři prvky se de facto ovlivňují navzájem. Proudění podzemní vody má dva aspekty pro pole blízkých interakcí, míru, do jaké jí může voda proniknout k vlastnímu odpadu, a chemické složení této vody. Nejpriznivější je úplná nepřítomnost nebo nízká míra proudění podzemní vody v oblasti úložiště (nesaturované prostředí). Vysoké míry proudění bývají v pevných krystalických horninách (žula, rula), ve kterých se vyskytuje mnoho poruch (trhlin, puklin). Díky těmto poruchám v okolí úložiště může docházet k rychlejší degradaci materiálů inženýrských bariér a k rychlejší mobilizaci a transportu látek. Chemické složení podzemní vody závisí na horninovém prostředí, s nímž je podzemní voda v rovnováze, a může být variabilní v závislosti na hloubce, systému poruch a jejich vzájemné komunikaci. Materiály inženýrských bariér budou s podzemní vodou reagovat v řadě komplexních procesů řízených



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

pH, oxidačně-redukčním potenciálem, obsahem rozpuštěných látek a termodynamickou stabilitou fází. Jako příklad těchto procesů lze uvést anaerobní korozi kovových materiálů UOS, degradaci cementové matrice nebo interakce s jílovými minerály tlumících a výplňových materiálů. (IAEA, 2003b)

Povrchovou vodou jsou úložné systémy ovlivněny jen okrajově.

2.5.4 Obalové soubory a pouzdra, podle (IAEA, 2003b)

Vyhořelé jaderné palivo (palivové soubory) nebo vysoce aktivní odpad (stabilizovaný v matrici) se nejprve umístí do primárního kovového obalu, který se dále umístí do dalších obalů. Obvykle má tlumicí funkci jen sekundární obal. Primární obal má zajišťovat dobré mechanické vlastnosti (pevnost), např. kvůli manipulaci. V multibariérovém systému se obalům nepřisuzuje tlumicí funkce, ale slouží spíše k izolaci odpadů od podzemní vody po dostatečně dlouhou dobu. Obaly mohou buď korozi podléhat, nebo mohou být korozi rezistentní. V prvním případě jsou obaly vytvořeny tak, aby degradovaly po několika stovkách let. Díky tomu zadrží nejrychleji se rozpadající radionuklidy a navíc produkty degradace obalů mohou tvořit bariéry úniku radionuklidů s delšími poločasy rozpadu. Ve druhém případě mohou materiály přetrvat více než 100 000 let a izolovat i déle se rozpadající a mobilní radionuklidy. Příkladem rychle korodujících materiálů je uhlíková ocel, příkladem rezistentních materiálů jsou měď a titan.

V průběhu koroze ocelových materiálů vzniká plyný vodík a pevné oxyhydroxidy, které proces koroze brzdí. Při korozi korozivzdorné oceli vzniká na povrchu materiálu také vrstva, která korozi brzdí. Dříve než k chemické korozi u korozivzdorné oceli dochází ke stresové (fyzikální) korozi a tvorbě mikrotrhlin. Měděné nebo titanové UOS jsou ve vodě stabilní a korozi rezistentní. Korozivními agens v případě mědi jsou především sulfidy, které bývají v podzemní vodě přítomny jen v malém množství.



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

2.5.5 Tlumičové materiály, podle (IAEA, 2003b)

K omezení vnějších vlivů na UOS a k retardaci případně uniklých radionuklidů do okolního prostředí slouží jílové materiály, zejména pak bentonity. Musí být deformovatelné (aby vyrovnávaly případné mechanické změny prostředí, například díky tepelné zátěži), musí vykazovat dostatečnou míru bobtnání při kontaktu s vodou (aby došlo k vyplnění všech volných prostor v jeho blízkém okolí, např. drobných trhlin a puklin a tím zabránění pronikání podzemní vody), musí mít nízkou hydraulickou vodivost (aby omezovaly pronikání podzemní vody) a dobrou sorpční kapacitu (aby zabraňovaly radionuklidům v migraci). Migrace aniontů jílovými materiály (zejména jejich pórovým prostorem) je omezována především odpuzivými silami (jev zvaný aniontová exkluze), protože jílové minerály nesou permanentní záporný náboj. Migrace kationtů jílovými materiály je pak omezována především iontově-výměnnými (za kationty přítomné coby kompenzace permanentního záporného náboje jílových minerálů) a sorpčními procesy.

Bentonit je přírodní jílový materiál vulkanického původu. Používá se jako výplňový materiál zejména v saturovaných zónách krystalických hornin (žula, rula) a jako tlumičové materiály kolem UOS. Bentonit je kompaktní a při kontaktu s vodou při resaturaci se rozpíná, čímž vyplňuje všechny případné volné prostory (např. trhliny, pukliny). Bentonit je v podzemní vodě a horninovém prostředí při neutrálním pH stabilní.

2.5.6 Výplňové materiály, podle (IAEA, 2003b)

Vyplňování volných prostor může probíhat v různých stádiích konstrukce úložiště. Jako výplň slouží přírodní upravené materiály, například montmorillonitické jíly, rozdrčená vytěžená hornina nebo jejich směs. Mohou být použity i umělé materiály jako cement nebo beton. Výhody cementové a betonové výplně jsou vysoké pH, které snižuje rozpustnost radionuklidů, a dále nízká propustnost pro vodu. Migrace radionuklidů je pak možná převážně jen difúzí. Nevýhodou je jejich rychlejší degradace a ovlivnění jiných materiálů inženýrských bariér, zejména bentonitů, roztoky o vysokém pH, které vznikají při degradaci betonů v prostředí podzemní vody.



2.6 Pole vzdálených interakcí

2.6.1 Hostitelské prostředí

Jedná se o horninové prostředí v bezprostředním okolí hlubinného úložiště, respektive systému inženýrských bariér. Vhodné hostitelské prostředí je zásadní pro ochranu před hrubými fluktuacemi horninového prostředí (např. tektonické pohyby, nestabilita podloží, vulkanismus, seizmické pohyby, tepelné toky, proudění podzemní vody) a před vlivy pocházejícími z povrchu (např. klimatické jevy). Horninové prostředí má nárazníkovou, tlumicí funkci. Typické vlastnosti vhodného horninového prostředí jsou dlouhodobá geologická stabilita (prokazatelná za miliony let), nízká hladina a průtok podzemní vody v hloubce úložiště (stabilita prokazatelná za posledních 10 000 let), stabilní geochemické a hydrochemické podmínky v úrovni úložiště (redukční podmínky, rovnováha mezi vodou a horninotvornými minerály) a vhodné inženýrské (technické) nástroje k práci v tomto prostředí. V takovýchto podmínkách je umístění úložiště proveditelné jak technicky, tak i ekonomicky. Vhodné prostředí se může vyskytovat v širokém spektru typů hornin. Dříve se tyto typy kategorizovali jako krystalické horniny, jíly, vulkanické tufy a kamenná sůl.

Tabulka 1: Vlastnosti a výskyt vhodných typů horninového prostředí, zpracováno podle (IAEA, 2003b)

Kategorie	Typ horniny	Charakteristika proudění podzemní vody	Mechanismus transportu radionuklidů	Uvažované využití
Krystalické horniny	žula, rula	proudění systémem trhlin a puklin	advekce, difúze	ČR, Finsko, Švédsko, Kanada, Čína
Jílové horniny	extrémně zpevněné jíly, zpevněné jíly, plastické jíly	žádné otevřené trhliny, stagnující pórová voda	difúze	Maďarsko, Francie, Belgie
Kamenná sůl	solné vrstvy, solné dómy	žádné trhliny ani póry, nepřítomnost podzemní vody	téměř žádný transport	Německo
Tufy	nesaturované vrstvy	trhliny ani póry nejsou saturovány, možný průsak povrchové vody	možný transport vodou z průsaků	USA



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

2.6.2 Hlavní funkce horninového prostředí, podle (IAEA, 2003b)

- a) Izolace odpadů od povrchového prostředí a rušivých procesů zde probíhajících.
- b) Zabezpečení geochemických, hydrogeologických a geomechanických podmínek.
- c) Přírodní bariéra zadržující vodu a migrující radionuklidy.

Význam těchto funkcí je relativní, například v krystalických horninách jsou nejdůležitější body a) a b), v kamenné soli bod c). Kromě toho, pole vzdálených interakcí poskytuje stabilní podmínky, zpomaluje a tlumí procesy probíhající na povrchu a usnadňuje predikci chování inženýrských bariér.

2.6.3 Stabilita horninového prostředí

Stabilita neznamená, že v rámci systému ani v horninovém prostředí nebude docházet k žádným změnám. Naopak, s vývojem i náhlými změnami prostředí se musí předem počítat a úložný systém musí být navržen tak, aby se s nimi dokázal vyrovnat. Přírodní události a procesy, které se budou časem vyvíjet a měnit, můžeme rozdělit do dvou kategorií: endogenní (např. tektonická a vulkanická aktivita) a exogenní (např. eroze, lidský zásah).

Stabilitu horninového prostředí implikuje nízká pravděpodobnost endogenních či exogenních změn hostitelského prostředí v řádech stovek tisíců let, nízká náchylnost horninového prostředí ke změnám klimatu (zalednění, permafrost, zatopení), geotechnická stabilita dovolující hloubení rozsáhlých prostor, nízkooenergetický systém proudění podzemní vody (nízký hydraulický gradient v regionu, nízká hydraulická vodivost, malé změny v dlouhém časovém úseku, přítomnost staré podzemní vody), chemicky stabilní podmínky (rovnováha mezi vodou a horninotvornými minerály, redukční prostředí). Pokud by podmínky byly minimálně proměnlivé v řádech stovek tisíců let, potom by byly potřeba jen minimální inženýrské bariéry, protože většinu jejich funkcí by zajistilo hostitelské prostředí. (IAEA, 2003b)

Změny klimatu: v průběhu kvartéru (1,2 mil let) se více méně periodicky střídají teplejší a chladnější období. V příštích přibližně 100 000 letech bude tento trend pravděpodobně pokračovat jedním nebo dvěma chladnými obdobími. To se pravděpodobně



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

nezmění, ani pokud člověk přispěje k nějakým krátkodobějším výkyvům klimatu. Kvartérní cykly, zejména na severní polokouli, způsobují především změny v zalednění. To může vést například ke změnám hydrologických cyklů na pevninách, včetně změn ve výšce hladiny a chemismu podzemní vody, změn rychlosti eroze, zvýšení tlaku na litosféru (v důsledku zalednění) nebo vzniku permafrostu (který může proniknout až stovky metrů pod povrch země). (IAEA, 2003b)

2.7.5 Systém proudění podzemní vody, podle (IAEA, 2003b)

Horninové prostředí, zejména v případě krystalických hornin, je tvořeno maticí, která je protkána puklinami tvořícími síť. Tyto útvary mohou mít různá měřítka. Proudění vody se bude vždy skládat z proudění puklinami porušené horniny a z proudění póry neporušené matrice. Čím více puklin a pórů, tím vyšší bude míra proudění. V krystalických málo porézních horninách (žula, rula) se většina vody vyskytuje v systému poruch (trhlin, puklin) a tento systém je třeba velmi dobře prozkoumat před konstrukcí úložiště. Než se radionuklidy dostanou k puklinové vodě, musí překonat určitý objem matrice horninového prostředí. Matrice je tvořena krystaly, které bývají odděleny mikropóry nebo mikropuklinami. Hlavním faktorem pro transport radionuklidů je spíše propojenost (konektivita) než porozita. Zatímco porozita jílových hornin se pohybuje od jednotek do desítek procent, porozita krystalických hornin se pohybuje od 0,1 do 0,5 % (IAEA, 2003b). Pukliny mohou být vyplněné sekundárními minerály (např. křemen, karbonáty). Vlastnosti těchto výplní budou ovlivňovat proudění podzemní vody. Sekundární minerály mohou mít velkou sorpční kapacitu ve srovnání s horninovou maticí, ale vytváří se jen velmi pomalu. Hydraulické vlastnosti a propustnost jsou velmi variabilní i mezi sousedními puklinami. Systém puklin vytváří 3D síť „kanálů“ vedoucích vodu a je prakticky nemožné tuto síť přesně zmapovat, přesto díky stochastickým vlastnostem propustnosti puklin lze vytvářet její modely.

2.7.6 Vlastnosti podzemní vody

Nejdůležitějšími vlastnostmi vody je pH, oxidačně-redukční potenciál, iontová síla (celkový obsah iontů) a obsah uhličitanu. Salinita podzemní vody obvykle stoupá s hloubkou. Velmi vysoká salinita naznačuje velmi staré vody a můžeme očekávat, že u nich



v budoucnosti nebude docházet k významnému proudění. Tyto vody se také označují jako fosilní. fosilní voda neobsahuje žádný kyslík, protože ten byl spotřebován na reakce mezi vodou a horninou, když se v prostředí ustavovala rovnováha. Během ustavování rovnováhy s okolní horninou dochází k různým procesům, jako například k rozpouštění primárních a precipitaci sekundárních minerálů. V přirozených podmínkách jsou reakce podmíněny obsahem mobilních aniontů (zejména Cl^-) a teplotou a probíhají velmi pomalu. Na obsahu mobilních aniontů závisí koncentrace rozpuštěných solí. Z kationtů se obvykle vyskytuje Na a Ca, méně K, Mg, Fe, vždy v rovnováze s horninovými minerály. (IAEA, 2003b)

Na obnovení redukčních vlastností prostředí po uzavření úložiště budou mít také vliv mikroorganismy, které postupně spotřebují kyslík, který po ukončení provozu zůstane ve volných prostorech a pórech (např. bentonitu).

2.7 Biosféra

Všechny součásti úložného systému, kromě biosféry, závisí na rozhodnutí a výběru konstruktérů úložiště a během provozu i po uzavření jsou pod jejich kontrolou. Biosféra je nejen mimo dosah kontroly, ale je obtížné ji zahrnout i do bezpečnostních hodnocení. Biosféra je velmi variabilní, zejména v dlouhodobém časovém měřítku. Proto se obvykle bere pouze jako jednoduchý akceptor dávky a prostředek, v rámci kterého probíhají další přeměny a transport radionuklidů směrem k člověku. V současnosti je tendence ke komplexnějšímu přístupu k této vzdálené složce úložného systému a je snaha vytvářet počítačové modely (MASCOT, BIOMASS, BIOTRAC), které chování biosféry zjednodušují. Biosféra se z hlediska funkčního hodnocení hodnotí samostatně, zatímco systém přírodních bariér náleží k poli vzdálených interakcí a systém inženýrských bariér k poli blízkých interakcí. (IAEA, 2003b)

2.8 Časový vývoj hlubinného úložiště radioaktivních odpadů

Uložení odpadu probíhá stručně takto: V předem vybrané a prozkoumané lokalitě jsou vyhloubeny přístupové šachty nebo tunely do hloubky plánovaného úložiště. V této hloubce jsou pak horizontálně vyhloubeny štoly či galerie, do kterých se umístí ukládací



obalové soubory obsahující radioaktivní odpad. Ty jsou poté obklopeny tlumicími materiály. Odpad může být po určitou dobu potenciálně přístupný. (IAEA, 2003b)

2.8.1 Stádia vývoje hlubinné úložiště, podle (IAEA, 2003b)

a) Obecný koncept: Je vytvořen podle typu a množství odpadu a místně dostupných technologií. Je zpracováno a vyvíjeno hodnocení bezpečnosti. Před konstrukcí úložiště je nutné provést základní průzkum. Ten má popsat horninové prostředí a jeho vlastnosti a stanovit, jaké metody hodnocení bezpečnosti se použijí. Například při konstrukci úložiště v pevných krystalických horninách se sítí puklin je nutné sledovat toky podzemní vody a případné změny hladin této vody.

b) Vyhodnocení obecného konceptu: Na základě průzkumu a provedených studií se zvolí nejvhodnější alternativa obecného konceptu a zvolí se konečné hodnocení bezpečnosti.

c) Definování požadavků na umístění: Pro výběr vhodné lokality se berou v potaz technické, bezpečnostní, ekonomické i sociální požadavky.

d) Výběr lokality

e) Detailní popis vybrané lokality: Provede se na základě geologických průzkumů, laboratorních experimentů a testování důležitých součástí úložného systému.

f) Návrh úložiště: Navrhuje se vhodné umístění přístupových bodů, šachet a štol na základě popisu lokality.

g) Konstrukce úložiště: Bude probíhat ve více fázích, takže ukládání odpadů bude průběžné a bude umožněno i zpětné vyzvednutí odpadu.

h) Provoz úložiště: bude probíhat po několik desetiletí a může být také rozfázován. V otevřených podzemních prostorách bude docházet k interakci s vnějším prostředím, což se bude projevovat například erozí horniny, jejím vysušováním nebo naopak kondenzací vody, změnami proudění teplého/studeného vzduchu, korozí ocelových prvků a rozvojem mikroflóry, což musí být všechno monitorováno během provozu a zvláště před uzavřením úložiště.

i) Uzavření úložiště: po ukončení provozu dojde k odstavení povrchových zařízení a k uzavření a utěsnění přístupových cest. Po uzavření úložiště dojde pravděpodobně k velmi rychlé resaturaci (pokud leží pod úrovní hladiny podzemní vody) a pokud v prostorách zůstane vzduch, dojde k reakcím kyslíku s inženýrskými bariérami a okolním horninovým prostředím, za vzniku redukčních podmínek. Kyslík také může být využit k dýchání organismů. Množství, pohyby a složení podzemní vody bude ovlivňovat fungování systému inženýrských bariér.

2.8.2 Bezpečnost hlubinného úložiště

Bezpečnost HÚ zajišťuje především tzv. „hodnocení bezpečnosti“ a „hodnocení funkčnosti“ a zahrnuje provedení analýzy všech možných procesů a všech možných scénářů (what if), aby byly omezeny nepředvídatelné skutečnosti během konstrukce a provozu úložiště. Základem je modelování chování bariér, a v závislosti na tom i chování radionuklidů,



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

v čase a prostoru. Cílem je předejít neočekávanému chování jedné nebo více bariér a v důsledku toho nepředvídatelnému uvolnění radionuklidů. Například je třeba počítat s tím, že v určitém časovém období by se mohly změnit vlastnosti podzemní vody. Nebo by naopak mohlo dojít ke změně podmínek v poli vzdálených interakcí. Při vývoji scénářů je nutné počítat i s možností zásahů do úložného systému ze strany lidí. Může to být způsobeno jak změnou využití povrchu a tím změnou proudění nebo chemismu podzemních vod, tak i přímým zásahem (například z důvodu dobývání surovin). (IAEA, 2003b)

Jednou z možností, jak ověřit možné scénáře chování prostředí, inženýrských bariér a radionuklidů v dlouhodobějším měřítku je koncept přírodních analogů. V přírodě existuje řada systémů, ve kterých proběhly nebo probíhají procesy podobné procesům, které očekáváme v hlubinném úložišti. S jejich pomocí lze odhadnout chování různých komponent úložného systému během času a to na základě podobných mechanismů, které probíhají v přirozeném prostředí. Přírodní analogy lze najít v různých prostředích a měly by být obecně platné a použitelné (ne lokálně specifické). Hlavní výhodou přírodních analogů je, že nám umožní studovat výsledek procesů, které probíhaly stovky až miliony let. Což je doba mnohonásobně delší, než po jakou můžeme provádět experimenty, týkající se fungování a bezpečnosti hlubinného úložiště.

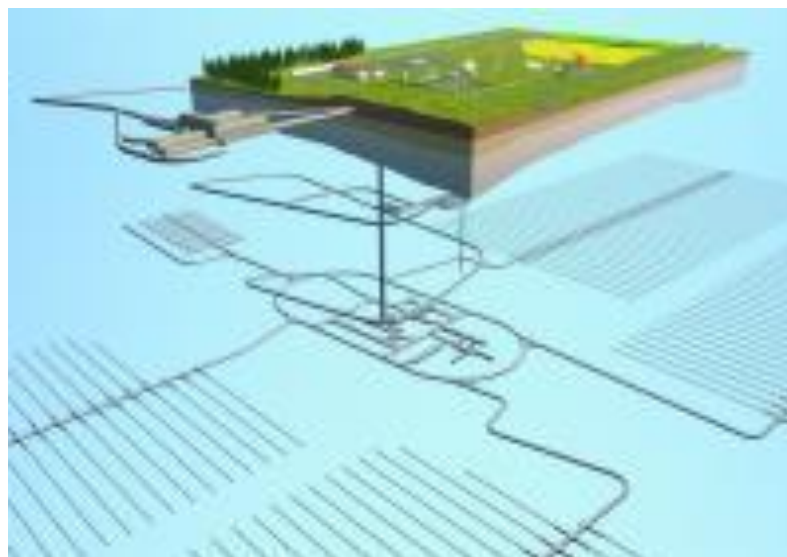
2.9 Stav v České republice, podle (SÚRAO, 2011)

Česká republika patří do skupiny zemí, kde ještě nedošlo k výběru vhodné lokality pro hlubinné úložiště. Proto probíhá průzkum na studovaných lokalitách pouze v omezeném rozsahu a úložný systém se řeší jen na úrovni předběžného (referenčního) projektu úložiště na smyšlené lokalitě. Důvodem pro výstavbu hlubinného úložiště radioaktivních odpadů v ČR je mimo jiné to, že VAO a VJP budou v ČR vznikat ještě minimálně desítky let a i odpad po přepracování bude třeba ukládat do hlubinného úložiště. Kromě toho, zde existují další vysoce aktivní odpady z různých průmyslových odvětví a medicíny, které jinak než v hlubinném úložišti rovněž uložit nelze. Zatím jsou v ČR, ale i ve většině zemí světa, radioaktivní odpady (zejména VJP) přechodně ukládány do tzv. meziskladů. V těchto meziskladech je možné odpady skladovat i několik desetiletí. S ohledem na české geologické



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

podmínky bude hlubinné úložiště s nejvyšší pravděpodobností vybudováno v granitovém masivu nebo v podobných metamorfovaných horninách (rulách), v seizmicky stabilní oblasti.



Obr. 3: Struktura plánovaného hlubinného úložiště pro ČR (SÚRAO, 2011)

3 RADIONUKLIDY

3.1 Základní typy mononukleární jaderné přeměny

Jádra atomů mohou obecně podléhat určitým přeměnám, které jsou buď samovolné, nebo k nim dochází účinkem jiného jádra nebo částice. Tento proces, posuzovaný izolovaně, označujeme jako jadernou reakci nebo jadernou přeměnu. (MAJER, 1981) Samovolná přeměna jádra (mononukleární reakce) vede k dosažení energeticky výhodnějšího stavu. K „nejdůležitějším“ mononukleárním reakcím patří přeměna alfa a beta, kromě nich ještě existují další typy mononukleárních reakcí (např. spontánní štěpení těžkých jader). Produktem jaderné přeměny je nové jádro (jedno nebo více) a emise záření (např. α , β , γ):

α : jedná se o emisi ${}_2^4\alpha$ částice (jádra atomů hélia). Při přeměně alfa vzniká z mateřského nuklidu dceřiný nuklid s protonovým číslem o 2 a s nukleonovým číslem o 4 menším.

β^- : jedná se o emisi elektronu. Při přeměně beta mínus vzniká z mateřského nuklidu dceřiný nuklid s větším protonovým číslem o 1, což je dáno přeměnou neutronu v jádře na proton, elektron a elektronové antineutrino.



β^+ : jedná se o emisi pozitronu. Při přeměně beta plus vzniká z mateřského nuklidu dceřiný nuklid s menším protonovým číslem o 1, což je dáno přeměnou protonu v jádře na neutron, pozitron a elektronové neutrino.

γ : jedná se emisi elektromagnetického záření deexcitací vzbuzeého jádra z vyšších energetických hladin.

α -záření má v prostředí jako je voda, půda nebo tkáň pronikavost několik desetin μm . β -záření o energii 0,5 MeV 2mm, β -záření o energii 3 MeV 10mm. Pro γ -záření je to 12 cm pro 0,1 MeV a 30 cm pro 1 MeV. (SMITH, 2005)

Pro přirozeně se vyskytující radionuklidy jsou charakteristické přeměny α , β^- a γ . Umělé radionuklidy mohou navíc podléhat přeměně β^+ a elektronovému záchytu. Radioaktivní přeměna je v podstatě statistický děj, který můžeme (mimo jiné) popsat pomocí rozpadové konstanty a poločasu rozpadu. Rozpadová konstanta Λ vyjadřuje pravděpodobnost radioaktivní přeměny atomového jádra během časového intervalu $[s^{-1}]$. Ze vztahu $N=N_0 \cdot e^{-\Lambda T}$ (kde N je aktuální a N_0 výchozí počet atomových jader, T je čas) lze odvodit poločas rozpadu $T_{1/2}=\ln 2/\Lambda$ (pro $N=N_0/2$), což je doba, za kterou se rozpadne právě $\frac{1}{2}$ atomových jader daného radionuklidu. Λ i $T_{1/2}$ se u každého radionuklidu liší. Veličinou aktivita (A) se popisuje počet radioaktivních přeměn za jednotku času. 1 Bq vyjadřuje rozpad jednoho jádra za jednu sekundu $A=[\text{Bq}]=[s^{-1}]$. (MAJER, 1981)

Vedle nových nuklidů jsou při jaderné přeměně emitovány α -částice, β - nebo γ -záření, které, pokud disponují určitou energií, mohou poškozovat strukturu buněk. Účinek tohoto záření závisí na počtu a energii částic záření a na vlastnostech materiálu. Míra fyzikálních, chemických i biologických účinků záření na látku je úměrná energii záření, která se v daném objemu látky absorbovala. Dávka (D) je veličina používaná pro jakékoli záření a jakýkoli materiál. Závisí pouze na energii částice a na hmotnosti materiálu. Dávkový ekvivalent (DE) závisí na typu záření a na jeho prostorové distribuci. Dávkový příkon (D') je dávka absorbovaná za jednotku času.



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

$D = E_D / \Delta m$	E_D - střední energie předaná hmotě	$D = [\text{Gy}] = [\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}]$.
$DE = D \cdot Q$	Q - jakostní faktor zohledňuje typ záření	$DE = [\text{Sv}]$
$D' = \Delta D / \Delta t$		$D' = [\text{Gy} \cdot \text{s}^{-1}]$

3.2 Účinky radioaktivního záření na hmotu

Při průchodu radioaktivního záření látkou dochází k jeho interakci s částicemi látky, při kterých záření ztrácí svoji energii (absorpce), případně i původní směr (rozptyl). Nejdůležitější vlastností radioaktivního záření při interakci s hmotou je jeho schopnost ionizace. Např. α -částice o energii 1 MeV vytvoří ve vzduchu na dráze 1 mm asi 6000 párů iontů, při energii 5 MeV je to asi $1,4 \cdot 10^5$ párů iontů (MAJER, 1981). Účinky radioaktivního záření na hmotu mohou být fyzikální (excitace a deexcitace elektronů), fyzikálně-chemické (změna vibračních a rotačních stavů molekul, disociace, polymerizace, fluorescence nebo fosforescence), chemické (rekombinace iontových párů) a biologické. Při radiolýze (disociaci molekul) vznikají radikály, které mohou dále s ozářenou látkou reagovat. Ionizující záření může mít i tepelné účinky. Čím složitější je ozařovaná látka, tím různorodější chemické změny a reakce v ní nastávají. Na bázi buněk může docházet k poškození na různých úrovních, od poškození reprodukčních schopností přes mutace po letální účinky. Zásadní roli pro buňku hraje poškození DNA, ke kterému dochází již při nižší dávce (desetiny až jednotky Gy) než u ostatních molekul a organel (ULLMANN, 2011). Biologické účinky se mohou projevit i po několika desítkách let či v dalších generacích.

3.3 Rozpustnost radionuklidů a oxidačně-redukční podmínky, podle (IAEA, 2003b)

Rozpustnost řady radionuklidů je poměrně nízká, a pokud dojde k jejich uvolnění z odpadu, bude jejich koncentrace v roztoku řízena stabilitou jejich pevných fází za daných fyzikálně-chemických (zejména oxidačně-redukčních) podmínek. Např. čtyřmocný uran (UO_2) je velmi málo rozpustný v redukčním prostředí a proto bude jeho uvolňování do podzemní vody pomalé. Naopak některé produkty štěpení (např. ^{99}Tc , ^{129}I , ^{237}Np) (CROWLEY, 1997) jsou za určitých podmínek rozpustné ve vodě a také se méně sorbují v horninovém prostředí a proto jsou mobilnější než ostatní. Oxidačně-redukční potenciál podzemní vody je dán zejména přítomností iontů Fe^{2+} a Fe^{3+} . Redukční prostředí však může být lokálně ovlivněno



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

radiolýzou, která způsobí rozpad molekul vody za vzniku reaktivních radikálů a vznik oxidačního prostředí. Radikály reagující mezi sebou mohou tvořit významné oxidanty O_2 , H_2O_2 . Radikály mohou také reagovat s rozpuštěnými radionuklidy a s matricí odpadu.

Nejdůležitějším zdrojem oxidace jsou alfa částice. Ty způsobují radiolýzu blízko povrchu palivových pelet a produkty oxidace tak mají krátkou cestu k obsahu pelet. Redukční činidla, která by mohla oxidaci kompenzovat, se v tomto případě nacházejí ve větší vzdálenosti (jílové minerály s obsahem železa nebo produkty koroze). K oxidaci mohou dále přispívat sorbované nebo vysrážené radionuklidy. Tyto faktory přispívají ke vzniku oxidativní zóny v blízkosti uloženého odpadu a ke snížení redukčních vlastností prostředí.

3.4 Mobilizace radionuklidů

3.4.1 Hlavní faktory mobilizace radionuklidů, podle (IAEA, 2003b)

- a) Velikost povrchu odpadu, která je exponovaná působení vody.
- b) Umístění radionuklidů v matrici.
- c) Složení vody a její přístup k odpadu.
- d) Rozpustnost jednotlivých radionuklidů.
- e) Potenciál radiolýzy.

3.4.2 Mechanismy mobilizace

K mobilizaci radionuklidů dojde v okamžiku porušení úložných systémů (UOS a další obaly) a při kontaktu podzemní vody s uloženým odpadem. Mobilizace radionuklidů je závislá zejména na míře, v jaké se matrice odpadu bude rozpouštět ve vodě. Její rozpustnost závisí na chemickém složení a vlastnostech podzemní vody a na radiolytických procesech probíhajících v rámci odpadu. Proces radiolýzy může způsobit lokální oxidační podmínky. (IAEA, 2003b)

Mobilizace radionuklidů může být ovlivněna přítomností mikroorganismů během provozu úložiště. Měl by být prostudován také jejich dlouhodobý vliv i po uzavření. V saturované zóně budou po spotřebování kyslíku dominovat anaerobní organismy. V nesaturovaných zónách s obsahem kyslíku se mohou vyskytovat aerobní organismy.



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

3.4.3 Mechanismy transportu

Podzemní voda transportuje rozpuštěné látky různými cestami. Protože se pohybuje různou rychlostí, distribuce částic není homogenní. Tento jev označujeme jako disperzi. K transportu radionuklidů tlumicími a výplňovými materiály dojde po jejich mobilizaci z matrice odpadu. Teprve až radionuklidy projdou materiály inženýrských bariér, mohou migrovat hostitelskou horninou. Transport uvolněných rozpuštěných radionuklidů zde může probíhat difúzí nebo advekcí. K difúzi dochází při nízké propustnosti horninového prostředí (hydraulická vodivost nižší než $10^{-12} \text{ m.s}^{-1}$, zanedbatelný hydraulický gradient). V krystalických horninách probíhá mimo difúzi i advekce, zejména pak v místech s možností toku vody, jako jsou pukliny a trhliny, a proto by v těchto lokalitách měly být pečlivě prozkoumány systémy proudění podzemní vody. (IAEA, 2003b)

Výpočty koncepčních matematických modelů (CROSSLAND, 2005) naznačují, že systém inženýrských bariér a horninové prostředí bude fungovat jako chromatografická kolona, kterou různé radionuklidy projdou v různém čase. Proto se i v prostředí budou objevovat postupně, podle doby migrace těmito bariérami. Například mobilní radionuklidy (např. ^{36}Cl) se mohou objevit za několik desítek tisíců let, zatímco méně mobilní radionuklidy (např. ^{237}Np) za mnohem delší dobu.

3.5 Sorpce a retardace radionuklidů

Podzemní voda představuje hlavní transportní médium rozpuštěných látek, včetně radionuklidů, v prostředí hlubinného úložiště i v prostředí hostitelské horniny. Řada radionuklidů interaguje při své migraci s okolním prostředím, a proto se tímto prostředím pohybuje pomaleji než samotná voda. Výjimkou jsou radionuklidy vyskytující se v aniontové formě (např. I^- , Cl^-), které s horninovým prostředím reagují málo a mohou v tomto prostředí migrovat stejnou rychlostí jako voda.

Pokud uvažujeme adsorpci radionuklidů, adsorbátem jsou vždy látky rozpuštěné v kapalně fázi a adsorbentem je povrch horniny (popř. povrch inženýrské bariéry). Proces adsorpce úzce souvisí s fyzikálně-chemickými poměry na rozhraní fází. Na migraci a sorpci



radionuklidů má vliv řada parametrů prostředí, například množství rozpuštěných látek v roztoku, pH a oxidačně-redukční potenciál podzemní vody, povrchové vlastnosti sorbentu. V případě adsorpce radionuklidů v geologickém prostředí se jedná o komplexní systém, ve kterém všechny vstupní parametry nemohou být dokonale popsány. Ve skutečnosti je zpravidla pozorován pouze retardační efekt adsorpce, popř. kvantifikován distribučním koeficientem, který je platný pouze pro podmínky stejné, jako byly použity v experimentu (ŠINDELÁŘ, 2010).

Důležitým mechanismem sorpce a zadržování je iontová výměna, při které se na povrchu adsorbentu vytváří elektrická dvojvrstva. Protože jílové minerály i jiné minerály tvořící horninu mají záporný náboj, dochází na nich k iontové výměně kationtů (včetně radionuklidů). Objem kladně nabitých částic vázaných v koloidní vrstvě je větší než objem těchto částic volně rozpuštěných. Tyto částice mohou stále migrovat prostředím, ale mnohem nižší rychlostí oproti rychlosti volné vody. Tyto sorpčně-pohybové mechanismy vykazují například Sr a Cs. Dobře se sorbují také aktinidy. Záporně nabitě částice (např. I^- , Cl^-) budou odpuzovány. Všeobecně nenabitě částice migrují snadněji než nabitě. [IAEA, 2003a], [ŠINDELÁŘ, 2010]

Dalším ze způsobů sorpce a zadržování je tvorba komplexů. Komplexy tvoří hlavně aktinidy a nenabitě radionuklidy s hydroxylovými skupinami křemíku, hliníku a oxidů železa. K sorpční kapacitě přispívají také fosforečnany a uhličitany. Proces je reverzibilní, a pokud koncentrace volných radionuklidů poklesne, mohou být z komplexů opět uvolněny.



4 VLIV RADIONUKLIDŮ NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ A ČLOVĚKA

Životní prostředí nám poskytuje všechny podmínky života, mimo jiné je zdrojem pitné i užitkové vody, potravy, stavebních materiálů a energie, a proto bychom se měli snažit zachovat ho nejen pro nás, ale i pro budoucí generace, ve všech ohledech zdravé a využitelné, a to včetně jeho radiačních vlastností.

4.1 Významné radionuklidy a limity jejich účinků na organismy a člověka

Podle britské studie [JONES et al., 2003] by největší dopady na ekosystémy mohly mít alfa zářiče ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{234}U , ^{230}Th a ^{238}U , ačkoli v porovnání s přírodním pozadím alfa záření emitovaným produkty rozpadu ^{238}U je jejich příspěvek nízký a zdá se ekologicky bezpečný. Dále by se jistá pozornost měla věnovat radionuklidům ^{14}C , ^{36}Cl a ^{129}I , což jsou izotopy prvků s důležitými biologickými funkcemi, a proto mohou vykazovat vyšší akumulací faktory v organismech (v porovnání s půdou) a jsou hodnoceny jako rizikové izotopy pro lidské zdraví a proto je třeba jim věnovat pozornost i z hlediska životního prostředí. Detailnější odhady byly provedeny například pro vodní ekosystémy [JONES et al., 2003] a nejvyšší vypočítané absorbované dávky organismů se pohybovaly kolem $6,5 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Detailnější odhady vlivů na terestrické ekosystémy jsou omezeny nedostatkem publikovaných dat.

Podle různých autorů (SMITH, 2005) (JONES et al., 2003) nejsou pravděpodobné signifikantní účinky na terestrické rostlinné populace a na sladkovodní i marinní ekosystémy pod hranicí chronické dávky $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ a na terestrické populace zvířat pod hranicí chronické dávky $40 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Podle IAEA, 1992 (SMITH, 2005) je maximální povolená dávka organismu $1 \text{ mGy}\cdot\text{d}^{-1}$, což činí něco přes $40 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Pro ochranu zdraví člověka existují dohodnuté limity dávkových příkonů, RTI (index radiotoxicity) a „úrovni rizika“ (SMITH, 2005) (JONES et al., 2003) (McCOMBIE, 1997b). Limity jsou v souladu s pravidly radiační ochrany a navíc jsou hluboko pod hranicí přírodního pozadí. Záření „přírodního pozadí“ pochází z horninového podloží a z kosmického záření a průměrná roční dávka z ozáření z přírodních zdrojů pro člověka činí zhruba 3 mSv (z umělých zdrojů se odhaduje na cca $0,3 \text{ mSv/rok}$) (ULLMANN, 2011), v ČR činí asi $0,1 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ ($=0,8 \text{ mSv}\cdot\text{rok}^{-1}$) (SÚRO, 2011). Limity pro ochranu zdraví člověka (který nepracuje se zdroji ionizujícího záření) pro β^- a γ záření (bez přírodního



pozadí) jsou v ČR 1 mSv.rok^{-1} ($=0,1 \text{ } \mu\text{Sv.h}^{-1}$) (SÚJB, 2002), což je 100x méně než pro ochranu ostatních organismů. Pro srovnání, většina limitů jiných toxických látek je vysoko nad hranicí, ve které se vyskytují v přírodním prostředí (pokud se tam vůbec vyskytují). Limity jsou také v souladu se současnými technologickými možnostmi.

4.2 Modelování migrace radionuklidů biosférou

Migrace a bioakumulace radionuklidů v rámci biosféry je velmi komplexní proces, který není snadné postihnout jednoduchou studií nebo laboratorním experimentem. Modelové hodnocení je založeno na virtuálním prostředí vytvořeném koncepčním matematickým modelem, který počítá toky radionuklidů směrem od úložiště a jejich koncentraci v různých médiích (voda, půda, organismy). Podle míry interakce člověka s těmito médii pak lze odhadnout radiologická rizika. Zásadním problémem tohoto přístupu je dlouhé časové měřítko procesů uvolnění a migrace radionuklidů, díky kterému je prakticky nemožné určit stav a chování jak biosféry, tak lidstva v budoucnosti. Proto se v tomto přístupu vychází ze současného stavu biosféry i společnosti. Je snaha složky biosféry a jejich vztahy pojímat co nejkomplexněji, což modelování značně komplikuje. Podle metodologie BIOMASS Theme 1 (CROSSLAND, 2005), vyvinuté na základě požadavků IAEA, se rozlišuje 6 komponent „systému referenčních biosfér“: klima, geografie a topografie, litostratigrafie, vodní zdroje, biota a lidské aktivity. Základem tvorby modelů jsou vstupní data a jejich dostupnost nebo nedostupnost ovlivňuje výběr modelu a jeho výsledky.

4.2.1 Příklad výpočetního modelu

Jako příklad lze uvést Obecné hodnocení funkčnosti (Generic Performance Assessment) [JONES et al., 2003] pro hlubinné úložiště NAO ve Velké Británii, které je založeno na jednoduchém hydrologickém modelu (MASCOT). Díky němu lze vypočítat toky radionuklidů směrem k a na povrchu v čase. Kontaminace povrchových vodních ploch je odvozena od migrace radionuklidů v pórové vodě a v hlubších vrstvách půd bez přispění srážkové vody nebo povrchového přítoku. Model MASCOT poskytuje modely pravděpodobnostního rozložení. Pro simulaci expozice organismu se používá jednodušší geometrie než pro člověka, organismus je většinou považován za elipsoid a předpokládá se



homogenní distribuce záření. Stanovují se různé konverzní faktory pro vnější a vnitřní expozici pro různé aktivity radionuklidů v daném médiu, ve kterém se organismus vyskytuje (půdě, vodě, vzduchu). Organismy se obvykle považují za nekonečně velké, a tedy se nepočítá s tím, že by jimi procházela nějaká část záření, aniž by byla absorbována. Vnější expozice z β -zářičů se počítá jako povrchová dávka v hloubce 70 μm , což vede k nadhodnocení dávky na vnitřní orgány.

3 komponenty absorbované dávky, podle [JONES et al., 2003]

- Absorbovaná dávka ($\mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$) ze všech procesů rozpadu.
- Absorbovaná dávka ($\mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$) ze všech procesů rozpadu, s příspěvkem záření s vysokým lineárním přenosem energie (alfa záření) stanoveným na faktor 20, vyjadřuje biologickou účinnost.
- Absorbovaná dávka ze záření s nízkým lineárním přenosem energie (beta -/+, gama záření).

4.2.2 Referenční ekosystémy

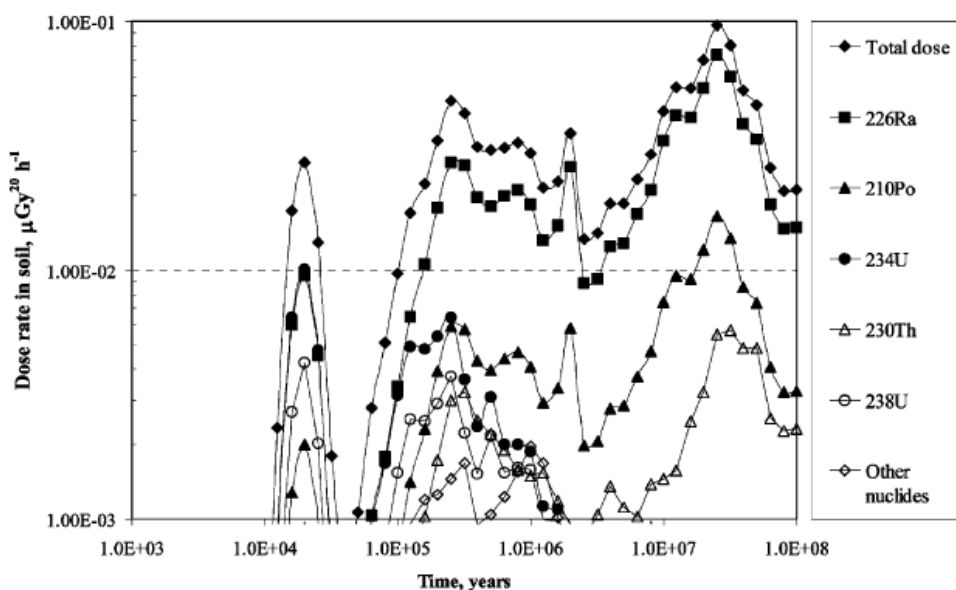
Aby vůbec bylo možné modelovat chování tak složitého a proměnlivého systému, jako je přírodní prostředí, musí být vstupní data značně zjednodušena. Proto se stanovují tzv. referenční ekosystémy (také „biosféry“). Typy referenčních ekosystémů jsou například: přirozené travní porosty, opadavý les, jehličnatý les, sladkovodní jezero. Při posuzování nízkých dávek nalézáme velkou variabilitu v citlivosti jednotlivých organismů. Celkově ale nebyly shledány velké rozdíly mezi obratlovci a bezobratlými [JONES et al., 2003]. Proto je spíše vhodný přístup, který bere jako reprezentativní jednotlivé trofické úrovně v ekosystému. Protože i na každé trofické úrovni daného ekosystému je velké množství druhů, je vhodné na každé trofické úrovni referenčního ekosystému vybrat referenční druh nebo skupinu druhů. Tyto druhy by měly být reprezentativní z hlediska vlastností, které se vztahují k možné expozici záření (například způsob získávání potravy, prostředí, ve kterém tráví většinu svého životního cyklu) a také by měly být relativně běžné a typicky se vyskytovat ve vyšších početnostech.

Dále se používá pojem indikátorový nebo kritický druh, stejně jako při studiu chemických (neradioaktivních) kontaminací. Výběr těchto druhů je podmíněn znalostmi



senzitivity druhů k radioaktivnímu záření a pravděpodobnosti, že budou signifikantně vystaveny dávce záření. Také je důležitá jejich funkce v ekosystému a ochranná hodnota (vzácnost/četnost, užitečnost pro člověka). Hodnocení těchto vlastností ale není jednoduché. Například v ekosystémech vázaných na půdu kontaminovanou radionuklidy je pravděpodobné, že nejvyšší dávky obdrží detritivní organismy. Tyto organismy však obecně mají nízkou radiosensitivitu a nemívají příliš velkou ochrannou hodnotu. Proto by asi nemohly být označeny jako kritické druhy. Na druhou stranu ale takové organismy mají zásadní vliv na fungování ekosystému (až 90 % energie v ekosystému proteče přes detritivní cyklus) [JONES et al., 2003]. Pokud by jejich životaschopnost byla ohrožena, byl by ohrožen i celý ekosystém.

Pro britský model MASCOT [JONES et al., 2003] byla za referenční komponentu biosféry vybrána půda. Je pravděpodobné, že v půdě by se vyskytla největší koncentrace (aktivita) většiny radionuklidů, a to díky působení podzemní vody. Pokud vypočteme absorbovanou dávku v půdním médiu, pravděpodobně tím získáme horní hranici hodnoty dávky potenciálně absorbované ekosystémem. Nejvyšší odhadovaná dávka absorbovaná půdou se pohybovala kolem $0,1 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, přičemž za nebezpečné pro terestrické populace a ekosystémy se nepovažují hodnoty dávek menší než $40 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Nejvyšší dávky vypočítané pro vodní ekosystémy, zahrnující záření s vysokým lineárním přenosem energie (alfa záření), se pohybovaly kolem $6,5 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, což je hluboko pod hranicí $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, nad kterou může dojít k poškození vodního ekosystému. Byl by třeba vysoký faktor akumulace v organismu, aby dávka záření byla dostatečná ke způsobení signifikantního účinku.



Obr. 4: Časová změna absorbované dávky v půdě, s příspěvkem alfa záření (faktor 20) (JONES, et al. 2003)

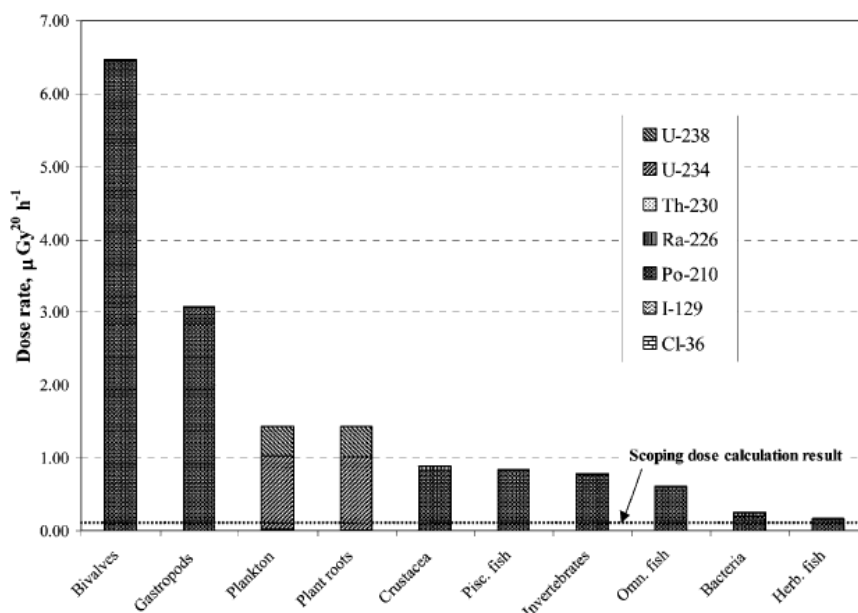
4.3 Konverzní faktory a bioakumulace radionuklidů

Do organismů se radionuklidy dostávají sorpcí nebo fyziologickou činností. Některé látky, například uran, se hromadí jen na povrchu pletiv rostlin. Jiné pronikají do jejich těl, kam se dostávají dýchacími otvory a jsou přijímány s potravou. Kumulace těchto látek v organismech je selektivní. Vyšší koncentrace některých radionuklidů jsou například ve schránkách, lasturách, šupinách, kostech a pohlavních orgánech. Bioakumulace látek probíhá u různých vývojových stadií téhož druhu odlišně a kolísá i během roku. Velmi rezistentní na působení radioaktivity jsou bakterie, které v kontaminovaném prostředí vykazují minimální změny. Určité nízké dávky radionuklidů mají dokonce stimulační účinky na růst a rozmnožování řas, vodní vegetace a ryb. Teprve vyšší koncentrace působí negativně. Inhibiční vliv se projevuje v buněčném dělení (mitotický jed), ve snižování produkce vajíček, počtu narozených mláďat, dochází k rozpadu pletiv a tkání, narůstá mortalita. Pravidelné působení radionuklidů se projevuje v karyologických změnách celých populací a v dalších generacích. Odolnost organismu (nejen proti radioaktivitě) závisí na adaptačních schopnostech a na jeho postavení v trofické hierarchii. Bioakumulace látek, včetně



radionuklidů, se řídí podle velikosti sorpční plochy a schopnosti tělních orgánů tyto látky přijímat. (LELLÁK, 1991)

Ve výsledcích britské studie [JONES et al., 2003] dávky pro některé vodní organismy (např. měkkýši z tříd Bivalvia nebo Gastropoda) převyšovaly hodnoty pro ostatní organismy o faktor vyšší než 65 (při odhadech se počítalo s faktorem 20). To bylo způsobeno tím, že dávka pocházela především z alfa záření a proto byl její příjem určen hlavně tím, zda se radionuklidy dostaly do organismu. Některé vodní organismy také vykazovaly vysoké konverzní faktory při příjmu ^{210}Po z vody. Některé rostliny vykazovaly zvýšenou hodnotu konverzního faktoru pro uran. V rámci studie se vypočítané hodnoty konverzních faktorů pro přenos radionuklidů z půdy do pletiv rostlin a z potravy do tkání živočichů pohybovaly od 0,4 do 54. Z toho vycházela maxima dávek pro vodní organismy na $6,5 \mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$ (při započítání příspěvku alfa záření), respektive $0,35 \mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$ (bez příspěvku alfa záření). Aby došlo k negativnímu účinku na ekosystém ($40 \mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$ pro terestrické, $400 \mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$ pro vodní ekosystémy), musely by se hodnoty konverzního faktoru pohybovat kolem hodnoty 100.



Obr. 5: Vypočtené hodnoty absorbované dávky pro některé skupiny vodních organismů, s příspěvkem alfa záření (faktor 20) [JONES et al., 2003]



Skutečně obdržené dávky by však byly pravděpodobně ještě nižší, protože zde není zahrnut mechanismus výměny vody s obsahem radionuklidů mezi póry sedimentu a vodním sloupcem. Je třeba získat další data (konverzní faktory) pro různé skupiny organismů a rozšířit modelování referenčních ekosystémů, aby se tyto odhady daly použít pro různé typy prostředí a potřeby lidstva. I když ale budeme mít dostatek dat o chování referenčních ekosystémů, vždycky musíme hledat rozdíly mezi konkrétním a referenčním případem a s těmito rozdíly počítat a rozlišovat oblasti, které by mohly vyžadovat další pozornost. Pro detailnější odhady a výpočty máme nedostatek dat, zejména co se týká konverzních faktorů mezi prostředím a organismy, v trofickém řetězci a v rámci jednotlivého organismu.

4.4 Toxicita a radiotoxicita radionuklidů

Radioaktivní odpady jsou vysoce toxické a tato vlastnost jim zůstává velmi dlouhou dobu. (Radio)toxicita radioaktivních látek je hlídána mnohem víc než toxicita ostatních chemických látek, i když ty mohou být mnohem nebezpečnější. Například akutní letální dávka ^{239}Pu je 0,5 g, akutní letální dávky kyanidu je 0,1 g a nikotinu 0,05 g! (McCOMBIE, 1997b) Rozdíl mezi otravou toxinem a radiotoxinem spočívá v tom, že při aplikaci menších koncentrací chemických toxických látek přežívají téměř všechny buňky a teprve při překročení určité prahové koncentrace dojde k zániku prakticky všech buněk v populaci. Při expozici ionizujícímu záření již malé dávky mohou mít za následek zničení určitého malého procenta buněk, avšak i po obdržení značně vysokých dávek určitá část buněčné populace přežívá. Radiotoxicita je závislá nejen na fyzikálních parametrech radionuklidu (poločas rozpadu, druh a energie záření), ale i na vlastnostech kontaminantu (metabolismus, distribuce do jednotlivých orgánů, biologický poločas, způsob vylučování a doba setrvání radioaktivní látky v tkáních) (ULLMANN, 2011). Radioaktivní odpad nemusí obsahovat pouze radioaktivní polutanty, ale i jiné velmi nebezpečné látky.



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

4.4.1 Vyjádření radiotoxicity

Radiotoxicitu lze kvantifikovat pomocí RTI (index radiotoxicity). Ten vyjadřuje poměr přijatých dávek k referenční dávce (nejvyšší přípustné). Referenční dávka je obvykle stanovena na $0,1-1 \text{ mSv.rok}^{-1}$ pro obyvatelstvo (v ČR 1 mSv.rok^{-1} (SÚJB, 2002)). RTI vyjadřuje, kolik lidí by za rok obdrželo referenční dávku. Pokud bude $\text{RTI}=10^4$, znamená to, že 10^4 lidí by obdrželo za rok referenční dávku. Radiotoxicita radionuklidů klesá s časem pomaleji než aktivita (McCOMBIE, 1997b). Pro různé organismy (i jejich jednotlivé orgány) se liší relativní biologická efektivita záření (RBE). Nestochastické účinky záření na organismy lze přepočítat pomocí různých kvalitativních faktorů. Hodnoty RBE se získávají pro určité hodnoty absorbované dávky (mGy.h^{-1}) z konkrétního zářiče a pro konkrétní orgán (např. zárodečnou nebo krevní buňku). Alfa záření má dominantní účinek, pokud se alfa-zářič dostane do organismu, a hodnoty kvalitativních faktorů mohou být o řád vyšší než hodnoty pro beta/gama záření. Hodnoty absorbované dávky v Gy vynásobené kvalitativním faktorem zohledňujícím druh organismu, případně druh účinku (mutace, aberace, teratogenita, kancerogenita...) by pak byly jednotkou pro vyjádření účinků ionizujícího záření na prostředí. (PENTREATH, 1998)

4.4.2 Vyjádření toxicity

Toxicitu radionuklidů lze vyjádřit obdobně jako toxicitu jakýchkoli jiných chemických látek. K tomu se používá vyjádření EQS (Environmental Quality Standard), což je vlastně nejvyšší přípustná koncentrace toxinu v prostředí. Např. pro koncentraci EQS [Bq.kg^{-1}] ve vodě, která vede k minimální přípustné koncentraci v tkáni ryby, platí rovnice:

$C_{\text{EQS}} = C_{\text{min}} / \text{CF}$ CF - konverzní faktor pro rybí tkáň, C_{min} - maximální přípustná koncentrace v těle ryby (respektive koncentrace, při které nejsou pozorovány žádné účinky) (SMITH, 2005)

Dále lze toxicitu vyjádřit pomocí ukazatele letální koncentrace (dávky) pro 50% populace. LD_{50} (letální dávka) vyjadřuje koncentraci nebo, v případě radionuklidů, dávkový příkon, při kterém je mortalita sledované populace právě 50 %. Podle J. Smithe (SMITH, 2005) je LD_{50} pro ty nejcitlivější organismy při expozici v intervalu 30 dní asi 150 mGy.d^{-1} (čím



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

kratší interval, tím vyšší hodnota). Např. hodnoty pro sníženou úspěšnost reprodukce u ryb jsou při chronické expozici v rozsahu 24-240 mGy.d⁻¹.

4.4.3 Prahové a bezprahové hodnocení

Dříve se předpokládalo, že radioaktivní záření má negativní účinky jen nad určitou hranicí. K tomuto názoru se v současnosti znovu někteří přiklání, protože sice i malá dávka záření může mít negativní účinek, ale pracuje se zde s tak nízkými pravděpodobnostmi, že jsou v podstatě nevypovídající. Argumentem pro bezprahové hodnocení je to, že i jediná ionizující částice může způsobit genetickou změnu. Ale lidské tělo (i všechny ostatní organismy) má velkou schopnost reparace menších izolovaných chyb a také, díky vývoji života v neustálé přítomnosti radiace, velkou schopnost adaptace.

Společným znakem většiny studií o biologických účincích ionizujícího záření je to, že se jedná o střední, vyšší a vysoké dávky. Pro tyto hodnoty lze sestavit vcelku objektivní závislost mezi hodnotou dávky a biologickými účinky, kterou ale nelze extrapolovat do oblasti nízkých dávek, protože závislost účinku na dávce pravděpodobně není lineární. Samo označení "stochastické účinky" říká, že je obtížné najít zde kauzální zákonitosti. Předpoklad lineární závislosti a bezprahovosti stochastických účinků, na němž je budována dosavadní koncepce radiační ochrany, představuje konzervativní přístup, nadhodnocující rizika v oblasti nízkých dávek. Někteří odborníci se navíc domnívají, že přiměřené množství poruch vyvolaných malou dávkou záření může v organismu iniciovat a stimulovat reparační mechanismy a tak být pro organismus dokonce prospěšné. (ULLMANN, 2011)

4.5 Radiační ochrana populací

Radiační ochrana ŽP nechrání jedince, ale populace a společenstva. Otázka ale je, zda ochranné limity přizpůsobit populaci dospělých jedinců nebo je chránit embryologicky, protože embrya mají nižší toleranci na radioaktivitu (nižší letální dávku). Další problém je, že populace se skládá z jedinců, jak tedy „nechránit“ jedince a chránit celou populaci? Pokud chceme chránit populaci, musíme vědět, na čem závisí její přežití, jaké je její postavení ve společenstvu a jaký je význam lokální populace pro celkovou populaci v dané oblasti.



Teoreticky je mnoho indikátorů stavu populace, ale dva z nich – mortalita a schopnost reprodukce – jsou nejjasnější a nejsnadněji testovatelné. V souvislosti s mortalitou lze určovat letální dávku. Například pro rybí jikry je $LD_{50}=0,1$ Gy, pro vajíčka bezobratlých $LD_{50}=10$ Gy. Pro dospělé vodních bezobratlých i obratlovců se LD_{50} pohybuje od 10 do 100 Gy. Pro malé terestrické obratlovce je LD_{50} kolem 10 Gy. (PENTREATH, 1998) Stejně lze stanovit letální dávky pro reprodukční schopnost populace (počet narozených jedinců). Mezi běžnými faktory limitujícími mortalitu a reprodukceschopnost populace a radiačními faktory je rozdíl. Ten tkví v tom, že například, pokud se zvýší mortalita populace z důvodu nedostatku potravy nebo kompetice, přeživší jedinci budou relativně nepostiženi (při poklesu populace se sníží konkurence o zdroje potravy). Při expozici záření ale ti, kteří nebudou mít letální následky, mohou být postiženi, například mutací, sníženou schopností reprodukce ap. Pro populace by se měly stanovit kolektivní dávkové limity. Problém je, že některé populace jsou mobilní a těžko by se určovala míra jejich expozice. To je jeden z důvodů využití pravděpodobnostních modelů. (PENTREATH, 1998)

Při řešení kontaminace prostředí radionuklidy, například z úložiště radioaktivních odpadů, je dobré si položit otázku, zda zamezit přístupu organismů případně oblast zcela oddělit od okolního prostředí. Pokud zcela zamežíme přístupu organismů do oblasti, dojde ke zmenšení jejich areálů nebo úplnému zničení habitatů, což má jasný negativní účinek na populace i společenstvo jako celek. Pokud přístup neomezíme, existuje pravděpodobnost, že dojde ke kontaminaci, jejíž přesné účinky nebudeme znát. (SMITH, 2005)

4.6 Radiační ochrana člověka vs. ochrana životního prostředí

Jim Smith (SMITH, 2005) se domnívá, že člověk je nejcitlivější organismus na radioaktivitu (psychologicky jistě) a proto může fungovat jako indikátorový/kritický druh pro radiační ochranu všech ostatních živých organismů. Podle ICRP (International Commission on Radiological Protection) standardní radiační ochrana člověka chrání jak jedince, tak společnost jako celek. To (pravděpodobně) stačí k ochraně ostatních organismů jako druhů, ale ne k ochraně jednotlivých organismů. Aby člověk nebyl vystaven záření z uvolněných radionuklidů, ty se nesmí dostat do jeho prostředí, tedy k povrchu a do atmosféry, a nesmí



se dostat ani do pitné vody a do lidského potravního řetězce. Protože tato prostředí a potravní řetězec zahrnují mnoho druhů organismů, je automaticky zahrnuta i jejich ochrana. Ale, například pokud bychom zvažovali ukládání radioaktivních odpadů na mořské dno, mohou být postiženy ekosystémy dna a hlubokého oceánu, aniž by došlo k expozici člověka. Existuje mnoho dalších typů prostředí, která jsou člověku vzdálená, nejsou jeho životním prostředím a mohl by zde radioaktivní odpady ukládat a ovlivňovat tak různé ekosystémy, aniž by to pro něj představovalo nebezpečí. (PENTREATH, 1998)

5 ZÁVĚR

Radioaktivní odpady mohou člověka a ostatní organismy ohrozit v zásadě dvěma způsoby, a to vnější a vnitřní expozicí. První z nich je jednodušší a v podstatě méně závažné riziko. K přímé expozici může dojít zejména při manipulaci a nakládání se samotným odpadem. Bezpečností v tomto směru se zabývá běžná radiační ochrana osob. Po uložení odpadu je lidské zdraví chráněno systémem inženýrských bariér a hostitelským prostředím hlubinného úložiště.

Druhý způsob představují zejména uvolněné radionuklidy, které se dostanou do organismu, jehož tkáně pak budou radiaci vystaveny bezprostředně. V tomto případě je nutné analyzovat, jaké množství a jak aktivních látek bude uvolněno z hlubinného úložiště a transportováno až do konkrétního organismu. Aktivita látek se převádí na absorbovanou/efektivní dávku. Dalším krokem je určení účinků této dávky na organismus. Dávky, které by organismus mohl obdržet z uvolněných radionuklidů, jsou tak nízké, že se nebudou projevovat deterministické účinky, ale pouze účinky stochastické. Účinky dlouhodobě působících nízkých dávek radioaktivního záření jsou zatím velmi málo prostudovány a, díky stochastickým vlastnostem těchto účinků, by se zde pracovalo s velmi nízkými pravděpodobnostmi.

K člověku se radionuklidy uvolněné z hlubinného úložiště mohou dostat přes jeho potravní řetězec, tedy pitnou vodou nebo z půdy přes rostliny a hospodářská zvířata. Některé z těchto komponent, například některé rostliny nebo živočichové, mohou vykazovat



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

schopnost akumulace některých radionuklidů. Takovéto součásti životního prostředí by mohly sehrát důležitou úlohu při studiu vlivů dlouhodobých účinků nízkých dávek radioaktivního záření. V současné době se projevuje snaha o komplexní přístup k hodnocení těchto vlivů a hojně jsou využívány koncepční matematické počítačové modely. Ty však vyžadují poměrně velké množství vstupních dat.

Problematika uvolnění radionuklidů z hlubinného úložiště radioaktivních odpadů a migrace radionuklidů polem blízkých a vzdálených interakcí je v současnosti detailně studována a zabývají se jí geochemické, geologické, geotechnické a další obory. Problematika potenciálních toků těchto radionuklidů mezi geosférou, hydrosférou, pedosférou a biosférou je velmi komplexní a tyto procesy je obtížné nasimulovat nebo experimentálně ověřit.



6 ZDROJE

- AHEARNE, J. (1994). Ethical principles and the environment in a democratic society. *Environmental and Ethical Aspects of Long-Lived Radioactive Waste Disposal*. (stránky 55-69). Paris: OECD Documents.
- AHEARNE, J. (1997). Radioactive waste: The size of the problem. *Physics today*. Vol. 50. , stránky 24-29.
- ALLAN, C. (1994). Radioactive waste management strategies: Setting the scene. *Environmental and Ethical Aspects of Long-Lived Radioactive Waste Disposal* (stránky 15-23). Paris: OECD Documents.
- CROSSLAND, I. P.-V. (2005). "Reference Biospheres" for solid radioactive waste disposal: the BIOMASS Methodology. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 84. , stránky 135-149.
- CROWLEY, K. (1997). Nuclear waste disposal: The technical challenges. *Physics today*. Vol. 50. (50), stránky 32-39.
- GUNDELACH, H. (1994). Ethical questions within the context of final storage of radioactive waste. *Environmental and Ethical Aspects of Long-Lived Radioactive Waste Disposal*. (stránky 95-98). Paris: OECD Documents.
- IAEA. (2003a). Radioactive Waste Management Glossary. *International Atomic Energy agency, Vienna, Austria* .
- IAEA. (2003b). Scientific and Technological Basis for the Geological Disposal of Radioactive Wastes. *Technical reports*. Vol. 413. *International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria* .
- JONES, S.R., PATTON, D., COPPLESTONE, D., NORRIS, S., O'SULLIVAN, P. (2003). Generic performance assessment for a deep repository for low and intermediate level waste in the UK-a case study in assessing radiological impacts on the natural environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 66. , stránky 89-119.
- KASTENBERG, W.E, GRATTON, L.J. (1997). Hazards of managing and disposing of nuclear waste. *Physics today*. Vol. 50 , stránky 41-46.
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1991). *Hydrobiologie*. Praha: Universita Karlova, ISBN 80-7066-530-0.
- MAJER, V., CABICAR, J., ČERNÍK, V., KAČENA, V., STARÝ, J., SVOBODA, K., ZEMAN, A. (1981). *Základy jaderné chemie*. Praha: SNTL-Nakladatelství Technické Literatury.
- McCOMBIE, C. (1997a). Nuclear waste management worldwide. *Physics today*. Vol. 50. , stránky 56-62.



Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

McCOMBIE, C. (1997b). The hazards presented by radioactive wastes and the safety levels to be provided by repositories. *Nuclear Engineering and Design*. Vol. 176. , stránky 43-50.

NORTH, D. (1997). Unresolved problems of radioactive waste: Motivation for a new paradigm. *Physics today*. Vol. 50. , stránky 48-54.

PENTREATH, R. (1998). Radiological criteria for the natural environment. *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 75. , stránky 175-179.

REMPE, N. (2007). Permanent underground repositories for radioactive wastes. *Progress in Nuclear Energy*. Vol. 49. , stránky 365-374.

SKB. (2011). *Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company [on-line]*. Získáno Květen 2011, z <<http://www.skb.se>>

SMITH, J. (2005). Letter to the editor-Effects of ionising radiation on biota: do we need more regulations? *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 82. , stránky 105-122.

SÚJB. (2002). *Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost ze dne 13. června 2002 o radiační ochraně 307/2002 Sb. [on-line]*. Získáno Duben 2011, z <http://www.sujb.cz/docs/v307_02.pdf>

SÚRAO. (2011). *Správa Úložišť Radioaktivních Odpadů [on-line]*. Získáno Duben 2011, z <<http://www.surao.cz>>

SÚRO. (2011). *Státní Ústav Radiační Ochrany [on-line]*. Získáno Květen 2011, z <<http://www.suro.cz>>

ŠINDELÁŘ, J. (2010). *Sorpce radionuklidů v pórech a mikropórech granitu. [diplomová práce]*. Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta.

ULLMANN, V. (2011). *Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření [on-line]*. Získáno Duben 2011, z <<http://astronuklfyzika.cz/Fyzika-NuklMed.htm>>

OBRÁZKY, TABULKY

Obr. 1: Změny hmotnosti a aktivity během palivového cyklu (McCOMBIE, 1997b)

Obr. 2: Jednotlivé části úložného systému (SKB, 2011)

Obr. 3: Struktura plánovaného hlubinného úložiště pro ČR (SÚRAO, 2011)

Obr. 4: Časová změna absorbované dávky v půdě, s příspěvkem alfa záření (faktor 20) (JONES, et al. 2003)

Obr. 5: Vypočtené hodnoty absorbované dávky pro některé skupiny vodních organismů, s příspěvkem alfa záření (faktor 20) [JONES et al., 2003]

Tab. 1: Vlastnosti a výskyt vhodných typů horninového prostředí, zpracováno podle [IAEA, 2003b]